

de Caires, Sandro Marcelo; Ferreira Fontes, Maurício Paulo; Bragança Alves Fernandes, Raphael; Lima Neves, Júlio César; Ferreira Fontes, Renildes Lúcio

Desenvolvimento de mudas de cedro-rosa em solo contaminado com cobre: tolerância e potencial para fins de fitoestabilização do solo

Revista Árvore, vol. 35, núm. 6, diciembre, 2011, pp. 1181-1188

Universidade Federal de Viçosa

Viçosa, Brasil

Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=48821458004>

DESENVOLVIMENTO DE MUDAS DE CEDRO-ROSA EM SOLO CONTAMINADO COM COBRE: TOLERÂNCIA E POTENCIAL PARA FINS DE FITOESTABILIZAÇÃO DO SOLO¹

Sandro Marcelo de Caires², Maurício Paulo Ferreira Fontes³, Raphael Bragança Alves Fernandes³, Júlio César Lima Neves³ e Renildes Lúcio Ferreira Fontes³

RESUMO – A contaminação do solo é frequentemente associada às atividades agrícolas, industriais e de mineração, bem como à reutilização de resíduos urbanos e, ou, de origem animal. Tais atividades podem promover o acúmulo de metais pesados no solo, elementos potencialmente nocivos à qualidade ambiental e ao bem-estar dos seres vivos. A fitorremediação é uma tecnologia de recuperação de áreas degradadas que visa à descontaminação do solo. Pela sua maior produção de biomassa, as espécies florestais são capazes de imobilizar e exportar para fora de qualquer sistema, através de sua biomassa, maiores quantidades de elementos químicos presentes no solo. Nesse contexto, este trabalho objetivou avaliar o desenvolvimento do cedro-rosa em solo contaminado com metais pesados. Mudas dessa árvore foram cultivadas em casa de vegetação, em solo contaminado com Cu (0, 60, 80, 100, 500 mg kg⁻¹), e, ao final de 105 dias, características das plantas e do solo foram analisadas. O cedro-rosa apresentou ganho de matéria seca até a dose de 100 mg kg⁻¹ de Cu, seguido de decréscimo no desenvolvimento vegetal nas doses maiores. Foi verificada maior partição de matéria seca para a raiz em detrimento da parte aérea. Os teores de Cu na planta responderam positivamente às doses aplicadas no solo. O fator de bioconcentração da raiz obtido sugere que o cedro-rosa possui acúmulo de Cu na raiz, o que permite indicar tal espécie como promissora para fins de fitoestabilização de solos contaminados.

Palavras-chave: Fitorremediação, Metais pesados, Recuperação de áreas degradadas e *Cedrela fissilis* Vell. (Meliaceae).

DEVELOPMENT OF CEDRO-ROSA SEEDLINGS IN SOIL CONTAMINATED BY COPPER: TOLERANCE AND THE POTENTIAL FOR SOIL PHYTOSTABILIZATION PROPOSAL

ABSTRACT – Agricultural, industrial and mining activities are the mainly factors related to soil contamination, as well the reuse of urban and/or animal residues. These activities can produce heavy metals accumulation in soils, which are potentially dangerous chemical elements to environmental quality and to well-being of living beings. Phytoremediation is a technology for rehabilitation of degraded areas which aims the soil decontamination. Forest species can immobilize and export to outside of the system larger amounts of chemical elements from contaminated soil, because they have high biomass production. The objective of this study was to evaluate the *Cedrela fissilis* development in contaminated soil by heavy metals. With this propose, seedlings were cultivated in greenhouse and in a contaminated soil by Cu (0, 60, 80, 100, 500 mg kg⁻¹) for 105 days. After this period some soil and plant parameters were evaluated. Seedlings of *C. fissilis* presented crescent increments of dry matter until 100 mg kg⁻¹ of Cu, with reduction of vegetal development in the high doses. In general, it was verified high partition of dry matter to root system than aerial part. Plant Cu contents were correlated with applied doses in the soil. The root bioconcentration factor of *C. fissilis* indicates potential capacity of this tree specie to phytostabilization works in contaminated soils.

Keywords: Phytoremediation, heavy metals, rehabilitation of degraded areas and *Cedrela fissilis* Vell. (Meliaceae)

¹ Recebido em 09.10.2009 e aceito para publicação em 31.10.2011.

² Instituto Federal do Norte de Minas Gerais, IFNMG, Campus Araçuaí, Brasil. E-mail: <sandrodecaires@yahoo.com.br>

³ Departamento de Solos, Universidade Federal de Viçosa, UFV, Brasil. E-mail: <mpfontes@ufv.br>, <raphael@ufv.br>, <julio_n2003@yahoo.com.br> e <renildes@ufv.br>.

1. INTRODUÇÃO

Os metais pesados são componentes naturais dos solos, uma vez que fazem parte da estrutura cristalina dos minerais que compõem as rochas, principal material de origem dos solos (ALLOWAY, 1993). A transferência de metais pesados no sistema solo-plantas é um processo natural componente da ciclagem biogeoquímica de elementos químicos da natureza. Esse é um processo complexo governado por vários fatores naturais ou afetado pelo homem (KABATA-PENDIAS, 2004). Porém, tem sido cada vez mais frequente a constatação de contaminação do solo por metais pesados oriundos de atividades antrópicas, e essas áreas afetadas devem ser, por imposição legal, recuperadas.

A revegetação de solos e, ou, substratos contaminados com metais pesados diminui a dispersão dos contaminantes (VANGRONSVELD et al., 1995) e atua como agente de descontaminação ambiental (DENNY; WILKINS, 1987). Os vegetais permitem a recomposição da paisagem e, por meio da evapotranspiração, reduzem a saturação de água do solo, além de minimizar a erosão e a lixiviação dos metais pesados, protegendo mais as águas superficiais e subsuperficiais.

O uso da revegetação de locais contaminados, com o objetivo de minimizar os efeitos advindos da contaminação, é uma tecnologia conhecida como fitoremedação (SALT et al., 1998; LOMBI et al., 2001). A fitoremedação é considerada uma técnica emergente e de baixo custo para a “limpeza” de áreas contaminadas por metais pesados (ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000; MELO et al., 2009). No entanto, ainda é restrita a relação de espécies de árvores nativas tropicais que reconhecidamente sejam efetivas para servir a esse propósito.

As espécies arbóreas nativas tropicais, principalmente as de rápido crescimento, apresentam características desejáveis para a fitoremedação de solos contaminados com metais pesados (fácil implantação, maior ciclo de vida e grande produção de biomassa), quando comparadas às plantas de ciclo curto. Tais peculiaridades permitem minimizar os custos de cultivo da área contaminada e a maior produção de biomassa, acumular maior quantidade de carbono e de metais pesados, o que é interessante nesses projetos de recuperação ambiental. Dessa forma, projetos de fitoremedação de solos contaminados com metais pesados utilizando

espécies arbóreas nativas tropicais apresentam, ainda, potencial de sequestro de carbono, contribuindo com a diminuição do efeito-estufa (CAIRES et al., 2005).

As árvores podem ainda melhorar a qualidade do solo pela (i) capacidade de, juntamente com alguns microrganismos do solo, fixar N₂ atmosférico durante o crescimento; (ii) por alterar a qualidade e quantidade da matéria orgânica do solo e transformar importantes propriedades, como densidade do solo, porosidade, capacidade de troca catiônica, potencial redox e condutividade hidráulica; (iii) por explorar, via sistema radicular, maior volume de solo, potencializando a extração de elementos químicos; e (iv) por alterar as condições microclimáticas do solo pela redução dos extremos de temperatura, aumentando a umidade e a aeração (FISHER, 1995). No caso de solos contaminados, Pulford e Watson (2003) salientaram ainda que a maior produção de litter das arbóreas promove rápida cobertura e proteção do solo, contribuindo para a formação de manta orgânica protetora da superfície.

As árvores, para serem utilizadas em fitoremedação, devem apresentar tolerância ao contaminante, sendo já bem conhecidos os possíveis mecanismos de tolerância aos metais pesados (TURNER, 1969; WOOLHOUSE, 1983; BAKER, 1987; LARCHER, 2004). Os metais pesados absorvidos por espécies arbóreas ficam mais tempo imobilizados nos tecidos vegetais, retardando seu retorno ao solo. Embora esse potencial seja conhecido, poucos são os estudos sobre a tolerância de espécies arbóreas tropicais em solos contaminados com esses elementos (PAIVA et al., 2002, 2003).

O cedro-rosa (*Cedrela fissilis* Vell. (Meliaceae)) é uma espécie arbórea nativa do Brasil e pode atingir até 40 m de altura e 200 cm de diâmetro, sendo considerada como secundária inicial ou secundária tardia. De acordo com Sakuragui et al. (2010), a espécie é naturalmente encontrada nos domínios fitogeográficos da Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica. Ocorre tanto na floresta primária, principalmente nas bordas da mata ou clareiras, quanto em floresta secundária, sendo indicada em procedimentos de revegetação de áreas degradadas. Alguns estudos já avaliaram essa espécie em condições de exposição a metais pesados. Paiva et al. (2002a), estudando em solução nutritiva o efeito da aplicação de Ni sobre o teor de nutrientes na raiz, caule e folhas de mudas de cedro, concluíram que a aplicação do metal pesado aumentou o teor de P, praticamente não afetou os teores de K e S e reduziu os de Ca e Mg nos tecidos

vegetais. O teor de Ni na matéria seca de raiz, caule e folha elevou-se com o aumento das doses desse metal pesado. Em outro estudo, esses mesmos autores avaliaram os efeitos da toxidez de Cd, Ni e Pb em mudas de cedro em solução nutritiva, constatando que o aumento das doses desses metais pesados exerceu efeitos sobre os índices de translocação de P, K, Ca, Mg, S, Cu, Fe, Mn e Zn, ora positivos, ora negativos, variando conforme o metal pesado e o nutriente (PAIVA et al., 2002b).

Marques et al. (2000) avaliaram mudas de cedro-rosa cultivadas em solo argiloso misturado em diferentes proporções com substratos contaminados com metais pesados, concluindo que a espécie não foi afetada pela contaminação com esses metais. Entretanto, não foram encontrados na literatura trabalhos que avaliassem o desenvolvimento dessa espécie em solos de textura média ou arenosos contaminados e sem a aplicação de qualquer tipo de amenizantes ou condicionador.

Diante do exposto, o objetivo deste trabalho foi avaliar o desenvolvimento de mudas de cedro-rosa (*Cedrela fissilis* Vell. (Meliaceae)) em solo de textura média contaminado com Cu, buscando avaliar o potencial de uso da espécie em programas de fitorremediação de solos contaminados com metais pesados.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Para a avaliação do potencial do cedro-rosa na fitorremediação de solos contaminados com Cu, utilizou-se um Latossolo Amarelo Distrófico textura média (LAd) para a aplicação dos tratamentos. A seleção desse solo deveu-se à sua textura menos argilosa, o que implica menor poder adsorptivo do metal pesado, buscando, dessa forma, submeter a espécie arbórea a maiores teores disponíveis do elemento.

O solo foi previamente seco à sombra e peneirado em malha de 4 mm. Subamostras menores que 2 mm foram encaminhadas para análises químicas (Tabela 1) e físicas (Tabela 2) de caracterização nos laboratórios do Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Viçosa, MG.

As unidades experimentais foram formadas por 4,2 kg de amostra do LAd e dispostas em vasos plásticos que, previamente à aplicação dos tratamentos, receberam adubação NPK (200, 300, 200 mg kg⁻¹, respectivamente) a partir da aplicação de nitrato de amônio (NH₄NO₃), fosfato de cálcio monocálcico (Ca(H₂PO₄)₂·H₂O) e sulfato de

Tabela 1 – Caracterização química de rotina do Latossolo Amarelo distrófico textura média (LAd) utilizado nos ensaios de tolerância das mudas de cedro-rosa aos tratamentos com doses crescentes de Cu.

Table 1 – Chemical characterization of a Brazilian Oxisol used in this study.

pH	P	K	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H + Al	SB	(t)	(T)	V	m	MO	Zn	Fe	Mn	Cu
H ₂ O	— mg dm ⁻³ —	— mg dm ⁻³ —	— cmol _c dm ⁻³ —	— cmol _c dm ⁻³ —	— — —	— — —	— — —	— — —	— — —	— — —	— — —	— dg kg ⁻¹ —	— dg kg ⁻¹ —	— dg kg ⁻¹ —	— mg dm ⁻³ —	— mg dm ⁻³ —
5,10	4,2	81	0,49	0,21	0,40	4,50	0,91	1,31	5,41	16,8	30,5	2,03	0,85	61,3	6,2	0,17

pH em água: relação 1:2,5.

P, K, Fe, Zn, Mn, Cu: Extrator Mehlich 1.

Ca, Mg, Al: Extrator KCl 1 mol L⁻¹.

H + Al: Extrator Acetato de Cálcio 0,5 mol L⁻¹.

SB: Soma de Bases Trocáveis.

Tabela 2 – Caracterização física do Latossolo Amarelo distrófico textura média (LAd) utilizado nos ensaios de tolerância das mudas de cedro-rosa aos tratamentos com doses crescentes de Cu.

Table 2 – Physical characterization of a Brazilian Oxisol used in this study.

Areia grossa	Areia fina	Sílite	Argila	Equivaleente de umidade	Umidade Residual	Capacidade de campo*	Densidade		Porosidade		
							do solo	de partículas	total	macro	micro
66	11	3	20	0,118	0,005	0,185	1,48	kg dm ⁻³	kg dm ⁻³	m ³ m ⁻³	m ³ m ⁻³

*De acordo com Ruiz et al. (2003), estimado a partir do equivalente de umidade (EU), segundo a equação: CC = 0,081 + 0,888EU.

potássio (K_2SO_4). Os tratamentos consistiram na aplicação de cinco doses de Cu (0, 60, 80, 100, 500 mg kg⁻¹), aplicadas na forma de nitrato de cobre ($Cu(NO_3)_2 \cdot 3H_2O$). Na seleção das doses aplicadas, utilizaram-se como critério os valores orientadores de alerta (60 mg kg⁻¹) e intervenção (500 mg kg⁻¹) do Cu em solos agrícolas, segundo recomendações da CETESB (2001). O valor de alerta utilizado no momento do experimento correspondeu ao valor de prevenção atualmente considerado para fins legais (CONAMA, 2009). Doses intermediárias entre esses dois valores foram empregadas para a definição dos demais tratamentos.

As mudas de cedro-rosa foram produzidas no viveiro florestal do Departamento de Engenharia Florestal da UFV e, no início do experimento, estavam com 6 meses de idade, possuíam diâmetro médio de $1,42 \pm 0,5$ cm e uma altura média de $28,6 \pm 2,4$ cm. Os substratos originais das mudas foram retirados, com o desnudamento das raízes sendo realizado como descrito por Marques et al. (2000) e Soares et al. (2001). Uma muda com raiz nua foi introduzida em cada vaso previamente selado com saco plástico, formando um sistema fechado para evitar perdas por drenagem. O conjunto + substrato + planta foi pesado e registrado individualmente. Na sequência foi adicionado a cada vaso um volume de água representando 70 % da capacidade de campo (Tabela 2). Essa umidade foi mantida aproximadamente constante ao longo da duração do experimento por meio de pesagens de cada unidade experimental, de forma a repor as perdas por evapotranspiração.

O experimento foi conduzido considerando um delineamento em blocos casualizados, com quatro repetições. As mudas foram cultivadas por um período de 105 dias, entre os meses de julho e outubro, período após o qual amostras de solo foram tomadas e as plantas, colhidas, separando-se raiz e parte aérea. As amostras das partes vegetais foram secas em estufas com circulação de ar a 65 °C até peso constante, para a obtenção da produção de matéria seca.

Subamostras do material vegetal triturado em moinho tipo Willey foram submetidas à digestão nítrico-perclórica, para fins de quantificação dos teores totais de Cu. A disponibilidade de Cu no solo foi avaliada nas amostras coletadas após o cultivo, a partir do uso do extrator DTPA, a pH 7,3 (ABREU et al., 2001). A quantificação dos teores de Cu nos tecidos vegetais e no solo foi efetuada por espectrofotometria de absorção atômica.

Os resultados de produção de matéria seca da raiz (MSR) e da parte aérea (MSPA) e da matéria seca total (MST), partição de matéria seca entre raiz (PRAIZ) e parte aérea (PPA), teor de Cu na raiz (TRAIZ) e na parte aérea (TPA), conteúdo de Cu na raiz (CRAIZ) e na parte aérea (CPA), partição de conteúdo de Cu entre a raiz (PCR) e a parte aérea (PCPA) e a disponibilidade de Cu no solo (DTPA) em função das doses aplicadas foram submetidos à análise de variância ($p < 0,01$). Nos casos em que se verificaram diferenças significativas dos efeitos dos tratamentos, os dados foram submetidos à análise de polinômios ortogonais, ajustando-se equações de regressão entre as doses aplicadas no solo e as variáveis supracitadas (STORCK et al., 2000). Todas as análises estatísticas foram efetuadas com o programa estatístico SAEG (RIBEIRO JÚNIOR, 2001). Com o objetivo específico de avaliar o potencial de descontaminação do solo pelo cedro-rosa, utilizou-se também o fator de bioconcentração (FBC) (VERVAEKE et al., 2003; ROSSELLI et al., 2003), que estima a quantidade do elemento acumulado na espécie em função de sua concentração no solo.

3. RESULTADOS

O impacto da retirada do substrato original das mudas e sua introdução nos vasos contendo os tratamentos foi evidente nos primeiros 10 dias, sendo verificado um processo gradativo de clorose seguido de queda foliar. Com 20 dias de cultivo, entretanto, todas as plantas já apresentavam gemas de brotação em desenvolvimento, indicando a superação dessa fase inicial. A partir desse momento, nos tratamentos com as duas maiores doses (100 e 500 mg kg⁻¹) começaram os sintomas de toxicidade à contaminação de Cu: redução de crescimento e desenvolvimento anormal da gema apical.

As variáveis avaliadas (MSR, MSPA, MST, PRAIZ, PPA, TPA, CRAIZ, CPA, PCR, PCPA e DTPA) foram significativamente ($p < 0,01$) afetadas pelas doses de Cu aplicadas, salvo o teor do metal na raiz (TRAIZ), que não foi afetado pelos tratamentos (Tabela 3). Nos modelos avaliados para descrever os dados predominou o de raiz quadrada, à exceção das variáveis TPA e CTPA, para as quais o modelo linear foi o mais adequado.

A máxima produção de matéria seca total (MST) do cedro-rosa, estimada a partir da equação de regressão (Tabela 3), foi obtida na dose de 101,74 mg kg⁻¹, sugerindo

Tabela 3 – Equações de regressão das variáveis da raiz e parte aérea de mudas de cedro-rosa em resposta aos tratamentos com doses crescentes de Cu.

Table 3 – Regression equations for variables of root and aerial part of *Cedrela fissilis* in function of treatments with increasing Cu doses.

Variáveis	Equação de regressão	R ²
MSR	$\hat{Y} = 11,0 + 1,9518^{***}x - 0,08677^{**}x$	0,43
MSPA	$\hat{Y} = 8,10 + 0,233^{**}x - 0,01781^{*}x$	0,43
MST	$\hat{Y} = 19,1 + 2,1848^{***}x - 0,1046^{**}x$	0,40
PRAIZ	$\hat{Y} = 57,4 + 1,8728^{**}x - 0,058^{*}x$	0,90
PPA	$\hat{Y} = 42,6 - 1,8728^{**}x + 0,058^{*}x$	0,90
TPA	$\hat{Y} = 4,07 + 0,2561^{**}x$	0,97
CRAIZ	$\hat{Y} = -0,0385 + 0,6913^{***}x + 0,0031^{**}x$	0,86
CTPA	$\hat{Y} = 0,0360 + 0,00106^{*}x$	0,95
CTP	$\hat{Y} = 0,0411 + 0,6808^{***}x + 0,004595^{**}x$	0,87
PCR	$\hat{Y} = 61,7 + 5,7122^{***}x - 0,1866^{**}x$	0,99
PCPA	$\hat{Y} = 38,3 - 5,71^{**}x + 0,1866^{**}x$	0,99

** e *: significativos, respectivamente, a 1% e a 5% de probabilidade, pelo teste F. Matéria seca da raiz (MSR) e da parte aérea (MSPA) e matéria seca total (MST). Partição de matéria seca entre raiz (PRAIZ) e parte aérea (PPA). Teor de Cu na parte aérea (TPA). Conteúdo de Cu na raiz (CRAIZ) e na parte aérea (CTPA). Partição do conteúdo de Cu entre raiz (PCR) e parte aérea (PCPA).

a tolerância dessa espécie ao Cu superior ao valor de alerta (CETESB, 2001) e de precaução (CONAMA, 2009). Da mesma forma, a máxima produção estimada na parte aérea (MSPA) foi verificada na dose de 233,94 mg kg⁻¹ e, na raiz (MSR), na dose de 74,63 mg kg⁻¹. Esses dados, em princípio, sugerem que a parte aérea do cedro-rosa seja mais tolerante à concentração de Cu do que o sistema radicular. No entanto, a elevada concentração de Cu na parte aérea pode ter ligação com o fator de diluição ocorrido pela partição de matéria seca entre raiz (PRAIZ) e parte aérea (PPA). Houve maior alocação de fotoassimilados na raiz em detrimento da parte aérea. O ponto de máxima derivada da equação de regressão foi verificado na dose de 500 mg kg⁻¹, com 70% dos fotoassimilados direcionados à raiz (Tabela 3).

Os teores de Cu na parte aérea (TPA) tiveram relação linear e positiva com as doses de Cu aplicadas ao solo (Tabela 3), entretanto, como já indicado, os teores obtidos na raiz (TRAIZ) não responderam aos tratamentos.

Os conteúdos de Cu total (CPT) na raiz (CRAIZ) e na parte aérea (CTPA) responderam, entretanto, positivamente às doses aplicadas ($p < 0,01$). A comparação entre os conteúdos obtidos na raiz e na parte aérea

indica que CRAIZ foi superior ao CTPA, revelando a importância do sistema radicular como local de acúmulo de Cu. Os resultados de partição do conteúdo de Cu (PCR e PCPA) corroboram aqueles previamente apresentados, sugerindo o acúmulo preferencial de Cu na raiz, em detrimento da sua translocação para a parte aérea.

4. DISCUSSÃO

Os sintomas de toxicidade demonstrados pelas mudas são citados na literatura científica. De acordo com Kabata-Pendias e Pendias (2001), a clorose e malformação de raízes são as características mais comuns induzidas pela toxicidade de Cu nas plantas. Esses mesmos autores citaram que o excesso de Cu também causa decréscimo na eficiência fotossintética, por interferir na cadeia transportadora de elétrons do fotossistema I, ocasionando a depressão de crescimento de plantas sensíveis.

A maior produção de MSR obtida é, entretanto, um fato interessante a ser destacado. Arduini et al. (1996), trabalhando com as arbóreas *Pinus pinea* (L.), *Pinus pinaster* (Ait.) e *Fraxinus angustifolia* (Vahl.), crescidas em solução nutritiva com diferentes concentrações de CuSO₄ (0,012 – 5 mM) e CdSO₄ (0,0 – 5 mM), verificaram que tais espécies acumularam mais Cu do que Cd e que as duas espécies de pinus apresentaram maior desenvolvimento da raiz em relação às espécies sensíveis. Os autores atribuíram tal fato a um mecanismo de proteção dessas plantas contra a absorção de metais pesados. Nas microanálises conduzidas em seções de raízes de *F. angustifolia*, foi observado que o Cu ficou imobilizado predominantemente na parede celular em vez do córtex. Essa observação sugere uma característica de resistência à contaminação com Cu. Visando ao uso em práticas de fitoremedação, o maior desenvolvimento do sistema radicular é desejável, visto que, além de permitir a colonização mais efetiva do ambiente contaminado, contribui, por meio da CTC radicular, para a maior adsorção dos metais pesados na parede celular das raízes, diminuindo a atividade iônica do contaminante na solução do solo e promovendo um ambiente de menor estresse para a planta.

Embora não se tenha verificado efeito do incremento das doses aplicadas de Cu sobre os teores do elemento na raiz (TRAIZ), os dados obtidos foram nitidamente

superiores aos da parte aérea (TPA) (Tabela 4), o que foi relacionado ao alto coeficiente de variação dos resultados. Os teores de Cu na raiz constatados neste estudo divergem daqueles obtidos por Soares et al. (2001), que estudaram a mesma espécie em um Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA) misturado com substrato multicontaminado (relação 40% LVA : 60% SMC) com metais pesados, entre eles o Cu na concentração de 1.000 mg kg⁻¹. Os teores encontrados pelos referidos autores nas raízes foram bem inferiores aos obtidos nesta pesquisa. Como explicações possíveis para essa diferença de resposta, podem ser considerados o uso de solo de textura média neste trabalho, portanto com menor conteúdo de argila, o que implica maior disponibilidade do contaminante, mesmo nas menores doses; o próprio tempo de cultivo diferenciado nos dois estudos; e a presença de outros contaminantes no estudo citado.

Como indicado, a maior acumulação de um contaminante na raiz é interessante em estudos de fitorremediação. Dessa forma, os dados sugerem que o cedro-rosa possui potencial promissor para ser usado nesse tipo de técnica. Obviamente que a condução de ensaios que considerem um período maior de cultivo, inclusive chegando à fase adulta, seria muito interessante para fins mais conclusivos.

Esse potencial das mudas de cedro-rosa é confirmado na análise do fator de bioconcentração (FBC) (Tabela 4), que indica claramente que a espécie

Tabela 4 – Teores de cobre no solo, na raiz (TRAIZ) e na parte aérea (TPA) e fator de bioconcentração (FBC) da raiz (RA) e parte aérea (PA) do cedro-rosa em resposta aos tratamentos com doses crescentes de Cu.

Table 4 – Copper levels in soil, root (TRAIZ), aerial part (TPA) and bioconcentration factor (BCF) of *Cedrela fissilis* root (RA) and aerial part (PA) in function of treatments with increasing Cu doses.

DOSE NO SOLO*	TEOR NO SOLO*	TRAIZ	TPA	FBC-RA	FBC-PA
		mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹		
0	0,17	12,0	21,1	70,6	124,1
60	28,4	155,1	30,0	5,46	1,05
80	41,5	314,7	34,7	7,58	0,83
100	65,8	348,7	28,6	5,29	0,43
500	114,8	1.572,1	129,0	13,69	1,12

(*) Teores considerados disponíveis com extrator DTPA a pH 7,30 (ABREU et al., 2001).

florestal avaliada apresenta característica acumuladora de Cu na raiz (FBC-RA). Já na parte aérea o FBC-PA indicou tendência oposta, ou seja, uma tendência exclusora de Cu nesse compartimento do vegetal.

A indicação de tolerância do cedro-rosa aos efeitos do Cu também foi verificada por Marques et al. (2000). Entretanto, os resultados aqui obtidos em um solo não argiloso fortalecem ainda mais o potencial da espécie florestal estudada como fitorremediadora, uma vez que tais solos são reconhecidamente de baixo poder adsorptivo, ou seja, nos quais os elementos químicos estão mais disponíveis para a absorção pelos tecidos vegetais.

A aplicação prática da tolerância verificada das mudas de cedro-rosa ao solo contaminado por Cu é a recomendação dessa espécie arbórea nos estágios iniciais dos processos de fitorremediação, focando-se em especial na diminuição da contaminação, na cobertura vegetal da área e na diminuição da dispersão dos contaminantes. Em trabalhos de recuperação de áreas degradadas, tal potencial é associado à fitoestabilização do solo, evitando a dispersão do contaminante por lixiviação e erosão e acumulando-o na raiz. A expectativa para a árvore adulta é promissora para fins da fitoextração de Cu, tendo em vista que o estabelecimento e pegamento das mudas costumam ser as fases mais críticas nos processos de fitorremediação.

5. CONCLUSÃO

Na avaliação dos efeitos de doses de Cu sobre o desenvolvimento de mudas de cedro-rosa, em condições de estufa e na região da Zona da Mata de Minas Gerais, pode-se concluir que:

1. O aumento dos teores de Cu no solo promove maior crescimento das raízes das mudas de cedro-rosa em detrimento da parte aérea.

2. As mudas de cedro-rosa apresentam elevada capacidade de acúmulo de Cu nas raízes, com exclusão do metal na parte aérea.

3. As mudas de cedro-rosa possuem potencial de uso na fitorremediação de solos contaminados por Cu.

6. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Capes e ao Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa pela concessão da bolsa de pós-graduação.

7. REFERÊNCIAS

- ABREU, C. A.; ABREU, M. F.; ANDRADE, J. C. Determinação de cobre, ferro, manganês, zinco, cádmio, cromo, níquel e chumbo em solos usando a solução de DTPA em pH 7,3. In: RAIJ, B. van et al. (Eds.). **ANÁLISE QUÍMICA PARA AVALIAÇÃO DA FERTILIDADE DE SOLOS TROPICais**. Campinas: Instituto Agronomico de Campinas, 2001. p.240-250.
- ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J. O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R. **Tópicos de ciência do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. v.1. p.299-352.
- ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils**. New York: John Wiley, 1993. 339p.
- ARDUINI, I.; GODBOLD, D. L.; ONNIS, A. Cadmium and copper uptake and distribution in Mediterranean tree seedlings. **Physiologia Plantarum**, v.97, n. 1, p.111-117, 1996.
- BAKER, A. J. M. Metal tolerance. **New Phytology**, v.106, n.1, p.93-111, 1987.
- CAIRES, S. M. et al. Tolerância de mudas de espécies arbóreas nativas em solo contaminado com metais pesados. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO – SOLOS, SUSTENTABILIDADE E QUALIDADE AMBIENTAL, 30., Recife, 2005. **Resumos...** Recife, 2005. CD ROOM.
- CETESB. **Relatório de Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo: 2001. 73p.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução CONAMA N° 420/2009** Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>
- DENNY, H. J.; WILKINS, D. A. Zinc tolerance in *Betula* spp.: I Effect of external concentration of zinc on growth and uptake. **New Phytologist**, v.106, n.3, p.517-524, 1987.
- FISHER, R. F. Amelioration of degraded rain forest soils by plantations of native tree. **Soil Science Society America Journal**, v.59, n.2, p.544-549, 1995.
- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. Trace elements in soils and plants. 3.ed. Boca Raton, CRC Press, 2001. 315p.
- KABATA-PENDIAS, A. Soil-Plant transfer of trace elements – an environmental issue. **Geoderma**, v.122, n.2/4, p.143-149, 2004.
- LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: Rima, 2004. 531p.
- LOMBI, E., et al. Phytoremediation of heavy metal-contaminated soils: natural hyperaccumulation versus chemically enhanced phytoextraction. **Journal Environmental Quality**, v.30, p.1919-1926, 2001.
- MARQUES, T. C. L. L. S. M.; MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. Crescimento e teor de metais em mudas de espécies arbóreas cultivadas em solo contaminado com metais pesados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.35, n.1, p.121-132, 2000.
- MELO, R. F. et al. Potencial de quatro espécies herbáceas forrageiras para fitorremediação de solo contaminado por arsênio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, n.2, p.455-465, 2009.
- PAIVA, H. N.; CARVALHO, J. G.; SIQUEIRA, J. O. Teor de nutrientes em mudas de Cedro (*Cedrela fissilis* Vell.) submetidas a doses crescentes de níquel, em solução nutritiva. **Revista Árvore**, v.26, n.3, p.279-284, 2002a.
- PAIVA, H. N.; CARVALHO, J. G.; SIQUEIRA, J. O. Índice de translocação de nutrientes em mudas de Cedro (*Cedrela fissilis* Vell.) e Ipê-Roxo (*Tabebuia impetiginosa* (Mart.) Standl.) submetidas a doses crescentes de cádmio, níquel e chumbo. **Revista Árvore**, v.26, n.4, p.467-473, 2002b.
- PAIVA, H. N. et al. Influência de doses crescentes de chumbo sobre o teor e o conteúdo de nutrientes e Pb em mudas de Ipê-Roxo (*Tabebuia impetiginosa* (Mart.) Standl.). **Revista Árvore**, v.27, n.1, p.151-158, 2003.
- PULFORD, I. D.; WATSON, C. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land bay trees – a review. **Environment International**, v.29, n.4, p.529-540, 2003.
- RIBEIRO JÚNIOR, J. I. **Análises estatísticas no SAEG**. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa, 2001. 301p.

ROSSELLI, W.; KELLER, C.; BOSCHI, K. Phytoextraction capacity of trees growing on a metal contaminated soil. **Plant and Soil**, v.256, n.1, p.265-272, 2003.

RUIZ, H. A.; FERREIRA, G. B.; PEREIRA, J. B. Estimativa da capacidade de campo de Latossolos e Neossolos Quartzarêmicos pela determinação do equivalente de umidade. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, n.2, p.389-393, 2003.

SAKURAGUI, C. M.; STEFANO, M. V.; CALAZANS, L. S. B. Meliaceae. In: **Lista de Espécies da Flora do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2010/FB009990>>. Acesso em: 07 de out. 2010.

SALT, D. E.; SMITH, R. D.; RASKIN, I. Phytoremediation. **Annual Review Plant Physiology Plant Biology**, v.49, p.643-668, 1998.

SOARES, C. R. F. S. et al. Acúmulo e distribuição de metais pesados nas raízes, caule e folhas de mudas de árvores em solo contaminado por rejeitos de indústria de zinco. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**. v.13, n.3, p.302-315, 2001.

STORCK, L. et al. **Experimentação vegetal**. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, 2001.

TURNER, R. G. Heavy metal tolerance in plants. In: RORISON, I. H. (Ed.) **Ecological aspects of the mineral nutrition of plants**. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1969. p.399-410,

VANGRONSVELD, J. et al. Rehabilitation studies on an old non-ferrous waste dumping ground: effects of revegetation and metal immobilisation by beringite. **Journal Geochemistry Explorer** v.52, n.1, p.221-229, 1995.

VERVAEKE, P. et al. Phytoremediation prospects of willow stands on contaminated sediment: a field trial. **Environmental Pollution**, v.126, n.1, p.275-282, 2003.

WOOLHOUSE, H. W. Toxicity and tolerance in the responses of plants to metals. In: LANGE, O. L. et al. (Eds.). **Encyclopedia of plant physiology**. 3.ed. Berlin: Springer, 1983. v.12, p.245-289.